

## EFFECTO DE LOS PRETRATAMIENTOS TÉRMICOS EN EL POTENCIAL DE PRODUCCIÓN DE METANO DE RESIDUOS CÁRNICOS

Ángela Rodríguez-Abalde<sup>1</sup>, Belén Fernández<sup>1</sup>, Jordi Palatsi<sup>1</sup>, Xavier Flotats<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> GIRO Centro Tecnológico, Centro UPC-IRTA. Rambla Pompeu Fabra 1. E-08100 Mollet del Vallès (Barcelona). Email: [angela.rodriguez@giroct.irta.cat](mailto:angela.rodriguez@giroct.irta.cat)

<sup>2</sup> Departamento de Ingeniería Agroalimentaria y Biotecnología. Universitat Politècnica de Catalunya. Parc Mediterrani de la Tecnologia, Edifici D4. E-08860 Castelldefels (Barcelona)

**Resumen:** Se estudiaron las variaciones en los potenciales de producción de biogás de dos tipos de residuos matadero (avícola y de cerdo) después de la aplicación de dos pretratamientos térmicos. Ambos residuos se caracterizaban por poseer diferentes concentraciones de grasas, proteínas y carbohidratos. Los pretratamientos seleccionados (pasteurización, 70°C/60 minutos, y esterilización, 133°C/3 bares/20 minutos) están incluidos en los reglamentos europeos 1774/2002 y 92/2005, aplicados a la gestión de subproductos animales. Estos pretratamientos mostraron un importante efecto sobre el aumento de la materia orgánica soluble frente a la total pero también se observaron diferentes efectos sobre la biodisponibilidad del sustrato tratado. El rendimiento de metano, relativo a los sólidos volátiles iniciales, no se incrementó significativamente cuando la concentración de carbohidratos fue elevada (incremento del 2,6%), en el caso del material avícola, tipo I, mientras que con el residuo de cerdo, tipo II, caracterizado por su baja concentración de carbohidratos, se incrementó en un 52,7% y 66,1% después de la pasteurización y esterilización, respectivamente, alcanzando valores máximos de 955,3 l CH<sub>4</sub>.kg<sub>SV</sub><sup>-1</sup>. Mientras que la tasa de producción de metano aumenta un 68,3 % y un 163,5% con el tipo II después de pasteurización y esterilización respectivamente, disminuye para el residuo tipo I. Compuestos poco biodegradables producidos por las reacciones de Maillard, durante el pretratamiento térmico, podrían explicar la baja biodisponibilidad observada para residuos con elevada concentración de carbohidratos.

**Palabras clave:** residuos sólidos de matadero, biodegradabilidad anaerobia, pasteurización, esterilización.

### EFFECT OF THERMAL PRETREATMENTS ON BIOGAS PRODUCTION POTENTIAL OF SLAUGHTERHOUSE WASTE

**Abstract:** Variations on biogas production potential of two types of slaughterhouse waste (poultry and pig by-products) were studied after thermal pretreatment. Both wastes were characterized by different fats, proteins and carbohydrates proportions. The thermal pretreatments selected (pasteurization, 70°C for 60 min, and sterilization, 133°C and 3 bars for 20 min) are included in the European regulations 1774/2002 and 92/2005 applied to animal byproducts management. These pretreatments have shown a remarkable effect, increasing the soluble organic matter fraction respect to total, but also, different effects on the anaerobic biodegradability of the treated substrate. Methane yield, related to initial volatile solids, did not increase significantly when carbohydrate concentration was high (increase of 2.6%), in poultry type waste, type I, while it increased till 52.7% after pasteurization and 66.1% after sterilization for the lower carbohydrate concentration samples (pig waste, type II), reaching maximum values of 955.3 l<sub>CH<sub>4</sub></sub>·kg<sub>VS</sub><sup>-1</sup>. Methane production rate showed different behavior also. While this rate increased 68.3% and 163.5% for type II waste after pasteurization and sterilization, respectively, it decreased for type I waste. Low biodegradable compounds produced by Maillard reactions, during thermal treatment, could explain the low bioavailability observed for the wastes with the highest carbohydrate concentration.

**Key words:** Solid slaughterhouse waste, anaerobic biodegradability, pasteurization, sterilization.

## 1. Introducción

Los residuos de matadero se caracterizan por su elevado contenido en sólidos, principalmente compuestos por proteínas y grasas aunque también puede haber carbohidratos y fracciones minerales, dependiendo de la gestión, separación y clasificación del material. Por su composición, este residuo es considerado un buen sustrato para la digestión anaerobia, sin embargo puede producir algunos procesos de inhibición debidos a los productos intermedios de la degradación de proteínas ( $\text{NH}_4^+$ ) y grasas (ácidos grasos de cadena larga), ampliamente referenciados (Henjfeld y Angelidaki., 2009; Luste y col., 2008).

El tratamiento y valorización de los subproductos animales (SPA) debe evitar riesgos potenciales para la salud humana y animal. Los reglamentos europeos (1774/2002 y 92/2005) clasifican SPA en tres categorías dependiendo de su peligrosidad y requieren de un tratamiento previo a cualquier tratamiento biológico (digestión anaerobia o compostaje). Las categorías 2 y 3 deben ser pre-tratadas térmicamente. Por ejemplo, los residuos de categoría 3, que constituyen el 84% del total de los SPA producidos en España (MAPA, 2007) podrían ser pasteurizados (60 minutos a 70°C) o esterilizados a alta temperatura (20 minutos a 133°C y 3 bares), mientras que los de categoría 2 solamente podrían ser esterilizados. Otros pre-tratamientos, como químicos o de alta presión y temperatura, son también permitidos.

A pesar de la obligatoriedad e implicaciones de los pre-tratamientos por razones sanitarias de higienización de los SPA, estos pretratamientos también pueden afectar la biodisponibilidad y biodegradabilidad de la materia orgánica por los microorganismos anaerobios. Una medida indirecta del aumento de la biodisponibilidad podría ser el grado de incremento de la materia orgánica soluble sobre la total, %S, calculado como  $\text{DQOs}/\text{DQOt}$ . Este incremento de la DQOs, con efectos positivos sobre la digestión anaeróbica, ha sido comprobado en estudios con diferentes tipologías de materia orgánica particulada, como por ejemplo lodos de depuradora (Climent y col., 2007; Haug y col., 1978) o estiércol de cerdo (Bonmatí y col., 2001). Existen pocos trabajos específicos del efecto de estos pre-tratamientos sobre la biodegradabilidad anaerobia de los residuos cárnicos y cierta controversia en los resultados obtenidos. Edström y col. (2003) obtuvieron incrementos del rendimiento en biogás, pasando de  $0,31 \text{ m}^3_{\text{biogás}} \cdot \text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$  con el residuo sin pre-tratar a  $1,14 \text{ m}^3_{\text{biogás}} \cdot \text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$  con el residuo pasteurizado, mientras que Henjfeld y Angelidaki (2009), no detectaron aumentos en la biodegradabilidad destacables al digerir diferentes mezclas de residuos cárnicos de cerdo.

El objetivo de este trabajo es estudiar la biodegradabilidad anaerobia de dos tipologías diferentes de residuos sólidos de matadero, con diferentes proporciones de grasa, proteína y carbohidrato (G/P/C), en función de la aplicación de pre-tratamientos térmicos de pasteurización y esterilización.

## 2. Materiales y métodos

### 2.1. Residuo de matadero.

Los SPA seleccionados, proceden de un matadero industrial avícola y de un matadero industrial de cerdo, localizados en Lleida y Barcelona, respectivamente. Los materiales recogidos en el caso del avícola (tipo I, TI) fueron una mezcla de cuerpos enteros,

alas, cuellos, órganos internos y cabezas. En el caso del residuo de cerdo (tipo II, TII) se seleccionó una mezcla de órganos internos, órganos reproductores y grasa. Ambos tipos de residuos fueron triturados (utilizando un diámetro de malla de 4 mm), homogeneizados manualmente, liofilizados y picados hasta convertirlos en harina, con el fin de mejorar su homogeneidad previa a la caracterización química.

### **2.3 Métodos analíticos.**

Se realizó una caracterización completa de los sustratos antes y después de los pre-tratamientos térmicos: sólidos totales y volátiles (ST, SV), demanda química de oxígeno soluble (DQO<sub>s</sub>), nitrógeno total y amoniacal (NT, NAT) y ácidos grasos volátiles (AGV) (APHA, 1995). La demanda química de oxígeno total (DQO<sub>t</sub>) fue determinada por análisis elemental usando fórmulas empíricas (Angelidaki I., 2002) y comprobada posteriormente con un método de DQO modificado (APHA, 1995). La concentración de proteínas fue estimada a partir del nitrógeno orgánico usando un factor de  $6,25 \text{ g}_{\text{proteína}} \cdot \text{gN}_{\text{org}}^{-1}$ . El contenido de grasa fue determinado mediante el método del Soxhlet (EPA, Method 9071B). Los ácidos grasos de cadena larga libres fueron extraídos con hexano y analizados mediante cromatografía de gases (GC-FID). El seguimiento de la producción de biogás, la concentración en metano (CH<sub>4</sub>) del mismo, y la determinación de la concentración en ácidos grasos volátiles (AGV) en los ensayos de biodegradabilidad, se realizó por cromatografía gaseosa (GC-TCD/FIS), de acuerdo con Campos y col. (2008).

### **2.4 Pretratamientos térmicos.**

La pasteurización fue realizada con ambos residuos (TI y TII) a 70° durante 60 minutos, mientras que la esterilización a 133° y 3 bares durante 20 minutos fue aplicada exclusivamente al residuo TII. Los pretratamientos se realizaron por triplicado con 500 g de residuo en un autoclave (Iberfluid Instruments Zipperclave vessel) de 2 litros de capacidad con temperatura y presión ajustable (max. 232°C y 151 bares).

### **2.5 Biodegradabilidad anaerobia.**

La biodegradabilidad anaerobia de los residuos frescos o pre-tratados, fue determinada mediante ensayos discontinuos a 35°C, basados en Angelidaki et al., 2002. Lodo mesofílico procedente de un reactor anaerobio de una depurada de aguas residuales (Barcelona, España) fue utilizado como inóculo, una vez eliminada la materia orgánica residual (incubación durante 7 días). Se determinaron los sólidos suspendidos volátiles (SSV) y actividad metanogénica (Soto y col., 1993), obteniendo valores de  $3.4 \text{ mgCH}_4\text{-COD} \cdot \text{gV}_{\text{SS}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ .

Viales de 1000 ml fueron rellenados con 500 g de un medio de cultivo suplementado con macro y micronutrientes (Soto y col., 1993), con una concentración de inóculo de  $5 \text{ gV}_{\text{SS}} \cdot \text{l}^{-1}$  y con una concentración de sustrato inicial de  $5 \text{ gCOD} \cdot \text{l}^{-1}$  (Campos y col., 2008), por triplicado. El pH fue ajustado a la neutralidad. Los viales fueron agitados a 100 rpm durante la incubación a 35°C durante 31 días. El seguimiento de los AGV y de la producción de metano se realizó de forma periódica de acuerdo con el apartado de métodos analíticos. El volumen de gas producido fue normalizado a 35°C y 1 atm.

## 2.2 Evaluación de los resultados.

La biodisponibilidad después del pretratamiento térmico se evaluó como el ratio entre la demanda química de oxígeno soluble (DQO<sub>s</sub>) frente a la demanda química de oxígeno total (DQO<sub>t</sub>) y se denominó %S (Chulhwan y col., 2005). Se evaluó también con el ratio de la concentración de amonio total entre el nitrógeno total (% NAT). Estos parámetros se relacionaron con la variación de la biodegradabilidad anaerobia (BA), el potencial de producción de biogás y de metano (PPB y PPM, medidos como m<sup>3</sup> biogás/t y m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/t<sub>SV</sub> respectivamente), y la tasa máxima inicial de producción de metano de los experimentos discontinuos (TPM, l CH<sub>4</sub>/kg<sub>SV</sub>\*día).

## 3. Resultados y Discusión.

### 3.1 Efecto de los pre-tratamientos sobre la composición del residuo

Los SPA frescos (no pre-tratados) se caracterizaron por tener diferentes ratios de grasa (G), proteína (P) y carbohidrato (C), en relación a la DQO<sub>t</sub> inicial. En el residuo TI, las tres fracciones fueron similares (33:33:34), mientras que la fracción de grasa fue la fracción mayoritaria en el residuo TII, siendo los carbohidratos la fracción menor (82:13:4). La composición de ambos residuos está indicada en la Tabla 1. EL contenido en sólidos totales de los residuos frescos fue de 31 y 51 %ST para TI y TII, respectivamente. El mayor porcentaje de cenizas en T1 (%SI) fue debido a la fracción de huesos presente en el residuo avícola.

Tabla 1. Caracterización de las muestras iniciales (avícola o TI, cerdo o TII).

Parámetros		Residuo Tipo I		Residuo Tipo II	
		media	desvest	media	desvest
% ST	%	30,7	0,4	50,7	0,4
% SV	%	26,6	0,6	48,9	0,1
% SI	%	4,1		1,8	
<b>G:P:C (1)</b>	<b>:%::%: %</b>	<b>33:33:34</b>		<b>82:13:4</b>	
DQOt (2)	g.kg-1	653,49		1275,0	
DQOs	g.kg-1	66,3	3,7	52,2	0,5
N Total	g.kg-1	26,3	0,5	20,7	0,9
NAT	g.kg-1	2,1	0,1	1,4	0,0
Proteína estimada (3)	g.kg-1	151,33		120,88	
DQO prot (4)	g.kg-1	214,0		170,9	
AGV	ppm	1026,5	30,2	1422,2	41,3
Grasa	g.kg-1	74,7	1,0	363,4	0,6
DQO grasa (5)	g.kg-1	215,8		1050,3	
DQO carbohidr (6)	g.kg-1	223,7		53,8	

Nomenclatura: (1) G-grasa, P-proteína y C-carbohidrato expresados en % de la DQO total; (2) Valor calculado a partir del análisis elemental; (3) proteína estimada =  $N_{org} \cdot 6,25 \cdot g_{prot} \cdot g_{N_{org}}^{-1}$ ; (4)  $DQO_{prot} = proteína \cdot 1,41 \cdot g_{DQO} \cdot g_{prot}^{-1}$  (Angelidaki I., 2002); (5)  $COD_{grasa} = grasa \cdot 2,98 \cdot g_{DQO} \cdot g_{grasa}^{-1}$  (Angelidaki I., 2002); (6) DQOt estimada por balance.

### 3.2 Efecto de los pre-tratamiento sobre la biodegradabilidad anaerobia

Las Figuras 1 y 2, muestran la evolución acumulada de metano para los ensayos de biodegradabilidad anaerobia realizados para los residuos frescos y pre-tratados de tipología TI y TII, respectivamente. Los índices de producción para todos los casos fueron mayores para TII, dado el mayor porcentaje en grasa de la materia orgánica

introducida (G/DQOt). Para la tipología TI, se observa un efecto del pre-tratamiento sobre la velocidad de degradación del residuo (TPM), mientras que para TII, se observa claramente también un efecto sobre el potencial de producción (PPB, PPM). De todas formas, para todos los sustratos y tratamientos seleccionados, se alcanzó la máxima producción de metano en 25 días (Figura 1 y Figura 2).

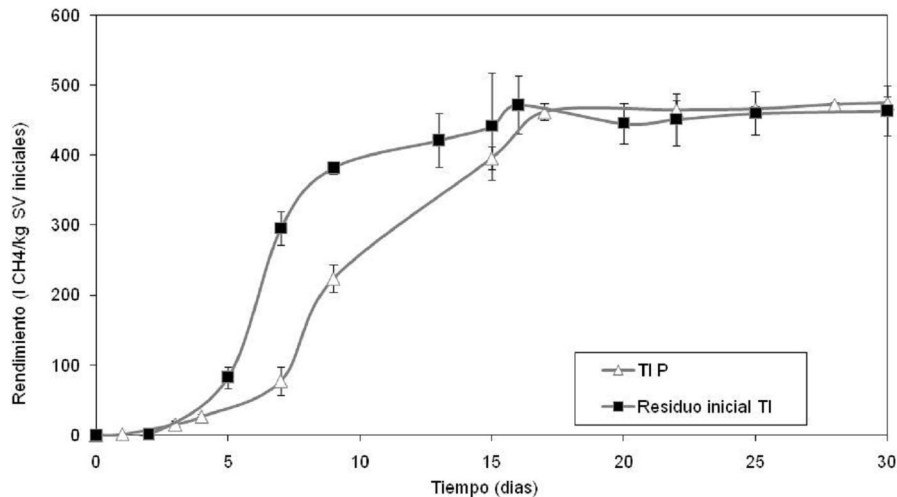


Figura 1. Evolución del rendimiento de producción de metano (L CH<sub>4</sub>/ kg SVin) durante los ensayos de biodegradabilidad de la muestra TI inicial y pasteurizada (TI P)

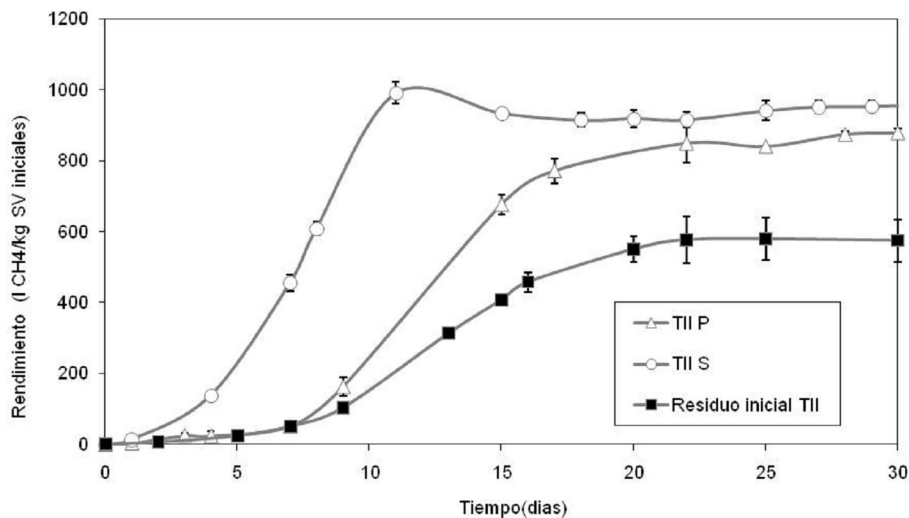


Figura 2. Evolución del rendimiento de producción de metano (L CH<sub>4</sub>/ kg SVin) durante los ensayos de biodegradabilidad de la muestra TII inicial, pasteurizada (TII P) y esterilizada (TII S)

Los valores obtenidos para el potencial de producción de metano (PPM) en ambos residuos pre-tratados ( $0.5 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}_{\text{SV}} \text{añadidos}^{-1}$  y  $0.6 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}_{\text{SV}} \text{añadidos}^{-1}$  para TI y TII, respectivamente) fueron similares a los datos bibliográficos encontrados: sangre ( $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{SV}} \text{añadidos}^{-1}$ ), harina de carne ( $0,6-0,7 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{SV}} \text{añadidos}^{-1}$ ), despojos ( $0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{SV}} \text{añadidos}^{-1}$ ) y la mezcla de los tres anteriores ( $0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{SV}} \text{añadidos}^{-1}$ ) (Salminen y col., 2003). La producción de metano de todos los sustratos muestra una curva de tipo logístico, probablemente debida a que el inóculo usado no estaba

previamente adaptado a sustratos con alto contenido en grasa (Vavilin y col., 2008).

Mientras que la biodegradabilidad y las tasas de reacción se incrementaron significativamente en el caso de TII después de pre-tratar térmicamente, se produjo una disminución en la velocidad de producción de metano en el caso del TI pre-tratado, aunque el rendimiento de metano final no varió de manera significativa. La presencia de una mayor cantidad de carbohidratos en el residuo TI podría ocasionar la ocurrencia de reacciones de Maillard, las cuales producen compuestos recalcitrantes y difíciles de degradar mediante digestión anaerobia (Ajandouz y col., 2008; Dwyer y col., 2008; Martins y col. 2001). Stuckey y McCarty (1984) observaron que en algunos pre-tratamientos térmicos (200°C) los azúcares eran afectados y su bioconversión disminuía, especialmente la desoxirribosa. Owen y col. (1979) también observaron que los azúcares disminuían su bioconversión debido a reacciones de deshidratación y condensación durante los pre-tratamientos térmicos.

La Figura 3 muestra el incremento de la DQO soluble respecto a la total y el rendimiento de metano (PPM) para todos los sustratos. Mientras para el residuo TII el aumento en el %S implicó un incremento en el rendimiento de metano, cuando no había hidratos de carbono, el incremento en %S en el caso del TI no produjo cambios significativos en el rendimiento.

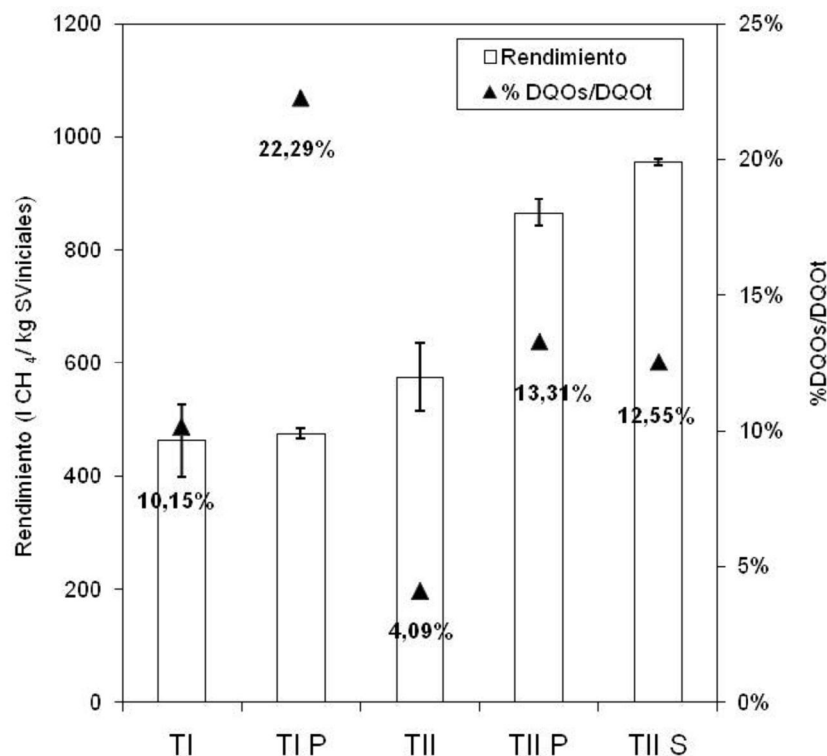


Figura 3. Relación entre el incremento del cociente DQOs/DQOt (%S) y el rendimiento de metano (PPM). Nomenclatura: TI- residuo inicial tipo I, TI P- residuo tipo I pasteurizado, TII- residuo inicial tipo II, TII P- residuo tipo II pasteurizado, TII S- residuo tipo II esterilizado.

No se puede concluir que las reacciones de Maillard producidas entre aminoácidos y azúcares produjeran compuestos inhibitorios que disminuyeran la velocidad y producción de metano, o que un aumento en algunos componentes fuera compensado por la disminución de otros. Los resultados sugieren que la presencia de carbohidratos en el sustrato TI podría ser el responsable del comportamiento observado.

El efecto de los pretratamientos térmicos sobre el incremento de la fracción soluble fue claro en ambos residuos, con un aumento respecto a los residuos iniciales del 120% en el residuo pasteurizado TI, y 225% y 240% para los residuos pasteurizados y esterilizados del tipo II respectivamente (Tablas 2 y 3).

Tabla 2. Comparación entre el residuo TI inicial y el pre-tratado (pasteurizado: TI P).

Nota: Los valores de incrementos ( $\Delta$ ) son respecto al residuo inicial.

Parámetros	Unidades	Residuo tipo I	
		Inicial TI	TI P
%S	DQOs/tDQOt	10,2%	22,3%
$\Delta$	%	-	119,5%
%NAT	NAT/NT	7,8%	8,4%
$\Delta$	%	-	6,8%
AGV	ppm	1026,5	983,7
$\Delta$	%	-	0,0%
AGCLf	g DQO/kg	0,2	0,1
$\Delta$	%	-	-21,7
PPM	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t SV	462,9	475,0
$\Delta$	%	-	2,6%
PPB	m <sup>3</sup> Biogas/t	168,8	205,3
$\Delta$	%	-	9,9%
BA	% DQOt	50,2%	56,3%
$\Delta$	%	-	12,1%
TPM	l CH <sub>4</sub> /kg SV*día	28,9	18,3
$\Delta$	%	-	-36,8

Tabla 3. Comparación entre el residuo TII inicial y el pre-tratado (pasteurizado: TII P y esterilizado: TII S). Nota: Los incrementos ( $\Delta$ ) son respecto al residuo inicial.

Parámetros	Residuo tipo II		
	Inicial TII	TII P	TII S
%S	4,1%	13,3%	12,5%
$\Delta$	-	225,0%	206,4%
%NAT	6,5%	7,4%	9,6%
$\Delta$	-	13,7%	47,8%
AGV	1422,2	1395,5	1475,4
$\Delta$	-	0,0%	2,5%
AGCLf	0,23	0,05	0,12
$\Delta$	-	-77,9%	-47,9%
PPM	575,0	878,0	955,3
$\Delta$	-	52,7%	66,1%
PPB	478,5	614,2	626,1
$\Delta$	-	26,1%	28,5%
BA	70,9%	85,3%	91,8%
$\Delta$	-	20,3%	29,5%
TPM	50,8	85,5	133,9
$\Delta$	-	68,3%	163,5%

Aunque los residuos iniciales tenían altos PPB (169 y 479  $\text{m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$  para TI y TII, respectivamente), los rendimientos se incrementaron en los dos casos después de los pre-tratamientos (Tabla 2 y Tabla 3), siendo destacable los valores alcanzados en el caso del residuo TII (10% de aumento para el TI P y 26% y 29% para el TII P y TII respectivamente).

No siempre hay una relación directa entre el incremento del %S y el rendimiento ( $\text{ICH}_4/\text{kg}_{\text{SVinicial}}$ ), como se observa en el residuo TI (Figura 3). Penaud y col. (2002), también observaron que la biodegradabilidad podría no ser incrementada, dependiendo de las condiciones del pretratamiento.

El proceso térmico permitió un aumento en la descomposición de la proteína en ambos residuos que fue determinada como el incremento en el porcentaje del NAT. El paso de las proteínas a la fracción soluble y su descomposición está relacionado con la liberación de aminoácidos y de nitrógeno amoniacal. Aunque ambos residuos tenían una concentración similar de proteínas, su descomposición fue más elevada en el residuo TII después del pretratamiento de esterilización. Los pre-tratamientos térmicos no provocaron un aumento importante en la concentración de ácidos grasos de cadena larga libres (AGCLf: 0 – 2%). Por lo tanto, los pretratamientos estudiados tienen un pequeño efecto sobre la descomposición de las grasas (Tablas 2 y 3).

Diferencias más importantes en la tasa de producción de metano (TPM) se observaron entre los dos residuos. En el residuo TII (Figura 2), la DQOt lentamente degradable del residuo inicial fue solubilizada después de los pretratamientos térmicos y consumida por los microorganismos, incrementando la mayor tasa de producción de metano. La fracción no biodegradable disminuyó en las muestras térmicamente pre-tratadas respecto al inicial, pasando de un 29,1% de la DQOt en el residuo inicial a 14,7 % y 8,2% de la DQOt en pasteurización y esterilización (residuos TII), respectivamente.

Los resultados son consistentes con los datos obtenidos por Luste y col., (2008) quienes estudiaron los efectos de distintos pre-tratamientos sobre los SPA y observaron un incremento en la hidrólisis de productos orgánicos. Estos autores indican que temperaturas más bajas de 100°C para sustratos como los lodos de depuradora y para aguas residuales de industria alimentaria fueron los más efectivos para incrementar la producción de biogás.

En el residuo TI (Figura 1), la fracción de DQO no biodegradable observada (50,1% de la DQOt) fue similar al de la muestra térmicamente pre-tratada (43,7% de la DQOt). Materiales cartilaginosos en TI, aunque compuestos por proteínas, podrían ser responsables de la baja biodegradabilidad del residuo, confirmando los resultados obtenidos con plumas por Salminen y col. (2003).

#### 4. Conclusiones

Los pretratamientos térmicos descritos han producido un importante incremento de la DQOs respecto a la DQOt para los residuos estudiados, de origen avícola y porcino.

El residuo avícola se caracterizó por una distribución bastante similar de su DQO total entre los tres componentes orgánicos: grasas, proteínas y carbohidratos, mientras que el residuo de cerdo estaba compuesto principalmente por lípidos y proteínas. El residuo de matadero avícola también presentó huesos y cartílagos.

Mientras que los pretratamientos térmicos aplicados al residuo de cerdo produjeron un aumento significativo de la tasa de producción de metano, de la biodegradabilidad y



del rendimiento de metano, este incremento fue menos importante en el residuo avícola. La presencia de proteínas estructurales de lenta degradación, así como la posible influencia de carbohidratos en reacciones de Maillards, pueden ser factores a considerar. Para los subproductos de cerdo, el rendimiento de metano se incrementó de  $0,57 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$  a  $0,88 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$  después de la pasteurización (70° durante 60 minutos) y a  $0,95 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$  después de la esterilización (133°, 3 bares y 20 minutos). El rendimiento de metano en los subproductos avícolas ha sido de  $0,46 \text{ m}^3\text{CH}_4.\text{kg}_{\text{SV}}^{-1}$ , con un incremento del 2,6% después de la pasteurización.

Los presentes resultados muestran la clara influencia de los pre-tratamientos térmicos sobre el potencial de producción de biogás de los subproductos animales.

## 5. Agradecimientos

Los trabajos expuestos han sido financiados en el marco de los proyectos NIREC (EU, COOP-CT-2006-033130), OPA\_LAP (MICINN, ENE2007-65850) y PROBIOGAS (MICINN, PSE-120000-2008-10).

## 6. Bibliografía.

- Ajandouz E.H., Desseaux V., Tazi S., Puigserver A., 2008. Effect of temperature and pH on the kinetics of caramelisation, protein cross-linking and Maillard reactions in aqueous model systems. *Food Chem* 107, 1244-1252.
- Angelidaki I., Ahring B.K., 1993. Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: effect of ammonia. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 37, 808-812.
- Angelidaki I., 2002. Workshop on harmonisation of anaerobic biodegradation, activity and inhibition assays. *Anaerobic biodegradability of macropollutants*. June 7-8, 2002 – Lago d'Orta, Italy Proceedings
- APHA, AWWA, WEF (1995). Standard methods for the examination of water and waste water. American Public Health Association / American Water Works Association/Water Environment Federation. 19th edn, Washington DC, USA.
- Bonmatí A., Flotats X., Mateu. L., Campos E., 2001. Study of thermal hydrolysis as a pre-treatment to mesophilic anaerobic digestion of pig slurry. *Water Sci. Technol.* 44(4), 109-116.
- Campos E., Almirall M., Mtnes-Almela J., Palatsi J., Flotats X., 2008. Feasibility study of the anaerobic digestion of dewatered pig slurry by means of polyacrylamide. *Biores. Technol.* 99, 387-395.
- Chulhwan P., Chunyeon L., Sangyong K., Yu C., Howard A.C., 2005. Upgrading of Anaerobic Digestion by Incorporating Two different Hydrolysis Processes. *J.Biosci.Bioeng.* 100(2), 164-167.
- Dwyer J., Starrenburg D., Tait S., Barr K., Batstone D.J., Lant P., 2008. Decreasing activated sludge thermal hydrolysis temperature reduces product colour, without decreasing degradability. *Water Res.* 42 (18), 4699-4709.
- Edström M., Norberg A., Thyselius L., 2003. Anaerobic treatment of animal byproducts from slaughterhouses at laboratory and pilot scale. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 109, 127-38.
- EPA (2005). United States Environmental Protection Agency. Method 9071B. n-Hexane extractable material (HEM) for sludge, sediment, and solid samples. Available at: <http://www.epa.gov/waste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/9071b.pdf>
- Gavala H., Yenal U., Skiadas I., Westermann P., Ahring B., 2003. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pretreatment at elevated temperature. *Water Res.* 37, 4561-4572.
- Hanaki K., Matsuo T., Nagase M., 1981. Mechanism of inhibition caused by long-chain fatty acid in anaerobic digestion process. *Biotech. Bioeng.* 23, 1591-1610.
- Hansen K., Angelidaki I., Ahring B., 1998. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia, *Water Res.* 32, 5-12.
- Haug R.T., Stuckey D.C., Gossett J.M. and McCarty P.L., 1978. Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges. *J. Wat. Pollut. Fed.* 50(1), 73-85.

- Hejnftelt A., Angelidaki I. (2009). Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products. *Biomass and Bioenergy* 33:1046-1054.
- Luste S., Luostarinen S., Sillanpää M., 2008. Effect of pre-treatments on hydrolysis and methane production potentials of by-products from meat-processing industry. *Journal of Hazardous Materials*. 164, 247-255.
- MAPA – Spanish Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2007). Libro blanco de los subproductos animales no destinados a consumo humano. <http://www.sandach.com.es/Publico/LibroBlanco.aspx>
- Martins S. I.F.S., Jongen W. M. F., Boekel M. A. J. S., 2001. A review of Maillard reaction in food and implications to kinetic modeling. *Trends in Food Sci. Technol.* 11, 364-373.
- Owen W.F., Stuckey D. C., Healy Jr J.B, Young L.Y, McCarty P.L., 1979. Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Res.* 12, 485-492.
- Penaud V., Delgenes J.P., Moletta R., 2000. Influence of thermochemical pretreatment conditions on solubilization and anaerobic biodegradability of a microbial biomass. *Environ Tech.*, 21, 87-96.
- European Community Regulation (EC) no 1774/2002 Of the European parliament and of The Council of 3 October 2002 laying Down Health Rules Concerning Animal By-products Not Intended For Human Consumption. Brussels. Available at: [www.europa.eu.int/eur-lex/en/consleg/pdf/2002/en\\_2002R1774\\_do\\_001.pdf](http://www.europa.eu.int/eur-lex/en/consleg/pdf/2002/en_2002R1774_do_001.pdf).
- European Community Regulation (EC) no 92/2005 of 19 January 2005 implementing Regulation (EC) No 1774/2002 of the European Parliament and of the Council as regards means of disposal or uses of animal by-products and amending its Annex VI as regards biogas transformation and processing of rendered fats. Brussels. Available at: [www.europa.eu.int/eur-lex/en/consleg/pdf/2002/en\\_2002R1774\\_do\\_001.pdf](http://www.europa.eu.int/eur-lex/en/consleg/pdf/2002/en_2002R1774_do_001.pdf).
- Rodríguez-Abalde A., Fernández B., Flotats X., 2009. Effect of thermal pre-treatments on biogas production potential of solid slaughterhouse wastes. In De Santi, G.F., Dalleman, J.F., Ossenbrink, H., Grasi, A., Hem P. (Eds). *Proceedings of the 17th European Biomass Conference & Exhibition; From Research to Industry and Markets*, Hamburg, Germany, pp. 252-256.
- Salminen E., Einola J., Rintala J., 2003. The methane production of poultry slaughtering residues and effects of pretreatments on the methane production of poultry feather. *Environ. Technol.* 24, 1079-1086.
- Soto, M., Méndez, R., Lema, J., 1993. Methanogenic and non-methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set up. *Water Res.* 27(8), 1361-1376.
- Stuckey D.C, McCarty P.L., 1984. The effect of thermal pretreatment on the anaerobic biodegradability and toxicity of waste activated sludge. *Water Res.*, 18 (11), 1343-1353.
- Vavilin V.A., Fernandez B., Palatsi J., Flotats X., 2008. Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: an overview. *Waste Management*, 28(6), 939-951.